Récolte et contamination d'Arlequins plongeurs au Québec

Jean Rodrigue

Région du Québec

Série de rapports techniques numéro 472

Environnement Canada
Service canadien de la faune

Environment Canada
Canadian Wildlife Service

Canada

SÉRIE DE RAPPORTS TECHNIQUES
SERVICE CANADIEN DE LA FAUNE

Cette série de rapports donnant des informations scientifiques et techniques sur les projets du Service canadien de la faune (SCF) a démarré en 1986. L'objet de ces rapports est de promouvoir la diffusion d'études s'adressant à un public restreint ou trop volumineuses pour paraître dans une revue scientifique ou l'une des séries du SCF.
Ordinairement, seuls les spécialistes des sujets traités demandent ces rapports techniques. Ces documents ne sont donc produits qu'à l'échelon régional et en quantités limitées; ils ne peuvent être obtenus qu'à l'adresse figurant au dos de la page titre. Cependant, leur numérotage est effectué à l'échelle nationale. La citation recommandée paraît à la page titre.
Ces rapports se trouvent dans les bibliothèques du SCF et figurent aussi dans la liste de la Bibliothèque nationale du Canada utilisée dans les principales bibliothèques scientifiques du Canada. Ils sont publiés dans la langue officielle choisie par l'auteur en fonction du public visé, avec un résumé dans la deuxième langue officielle. **En vue de déterminer si la demande est suffisamment importante pour produire ces rapports dans la deuxième langue officielle, le SCF invite les usagers à lui indiquer leur langue officielle préférée. Il faut envoyer les demandes de rapports techniques dans la deuxième langue officielle à l'adresse indiquée au verso de la page titre.**

TECHNICAL REPORT SERIES
CANADIAN WILDLIFE SERVICE

This series of reports, established in 1986, contains technical and scientific information from projects of the Canadian Wildlife Service (CWS). The reports are intended to make available material that either is of interest to a limited audience or is too extensive to be accommodated in scientific journals or in existing CWS series.
Demand for these Technical Reports is usually confined to specialists in the fields concerned. Consequently, they are produced regionally and in small quantities; they can be obtained only from the address given on the back of the title page. However, they are numbered nationally. The recommended citation appears on the title page.
Technical Reports are available in CWS libraries and are listed in the catalogue of the National Library of Canada in scientific libraries across Canada. They are printed in the official language chosen by the author to meet the language preference of the likely audience, with a résumé in the second official language. **To determine whether there is significant demand for making the reports available in the second official language, CWS invites users to specify their official language preference. Requests for Technical Reports in the second official language should be sent to the address on the back of the title page.**

CHOIX ENVIRONNEMENTAL · ENVIRONMENTAL CHOICE ·
Ce document est imprimé sur le papier certifié par Éco-Logo[M]

2008-00662/

Récolte et contamination d'Arlequins plongeurs au Québec

Jean Rodrigue[1]

Série de rapports techniques numéro 472
2007

[1]Environnement Canada, Service canadien de la faune, C.P. 10100, Ste-Foy, Québec, Canada, G1V 4H5

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, représentée par le ministre de l'Environnement, 2007.
No. de Catalogue: CW69-5/472F
ISBN: 0-662-73153-5

Le présent rapport peut être cité de la façon suivante :

Rodrigue, J., 2007. Récolte et contamination du Canard arlequin au Québec. Série de rapports techniques no. 472. Région du Québec, Service canadien de la faune vii + 21 p.

Pour obtenir des exemplaires supplémentaires :

Service canadien de la faune
Région du Québec
1141 route de l'église, C.P. 10100
Sainte-Foy, (Québec), G1V 4H5

Résumé

Depuis 1990, l'interdiction de la chasse à l'Arlequin plongeur (*Histrionicus histrionicus*) a permis de réduire de 78 % le nombre d'ailes remises par les chasseurs lors de l'Enquête sur la composition des prises par espèce (ECPE) dans l'est du Canada. Cependant, la répartition par province de cette réduction est inégale. Au Québec, les informations recueillies entre 1970 et 2004 sur la chasse ou la récolte accidentelle d'Arlequins plongeurs ont permis de constater que cette dernière est la principale source de mortalité, suivie de la chasse sportive et de celle de subsistance. Plus de 50 % des oiseaux abattus provenaient de la Côte-Nord du Saint-Laurent. Des efforts de communication dans les régions éloignées seraient souhaitables pour mieux protéger cette espèce. Les concentrations de la plupart des contaminants organochlorés, de mercure, de cadmium, d'arsenic et de sélénium chez l'Arlequin plongeur sont inférieures à celles qui occasionnent des problèmes de santé chez les oiseaux. Toutefois, la concentration en sélénium dans le foie de la seule femelle adulte capturée au printemps est supérieure au seuil (3 µg/g; poids frais) au-delà duquel on constate des problèmes de reproduction chez les oiseaux en laboratoire.

Abstract

Since 1990, the ban on Harlequin Duck (*Histrionicus histrionicus*) hunting has reduced the number of bird wings provided by hunters during the Species Composition Survey (SCS) conducted in eastern Canada by 78%. Nevertheless this reduction is not distributed equally between provinces. In Québec, information gathered on Harlequin Duck hunting and accidental killing between 1970 and 2004 showed that the latter is the primary cause of mortality for harlequins, followed by sport and subsistence hunting. Over 50% of birds killed originated from the North Shore of the St. Lawrence River. In order to better protect this species, communication strategies in isolated regions should be implemented. Concentrations of most organochlorine contaminants and of mercury, cadmium, arsenic, and selenium in Harlequin Ducks are lower than those known to cause health problems in birds. However, the only adult female captured in spring had a higher liver selenium concentration than the threshold value (3 µg/g; wet weight) beyond which reproductive problems are known to occur in birds under experimental conditions.

TABLE DES MATIÈRES

Résumé iii
Abstract iv
Liste des tableaux vi
Liste des figures vi
Introduction 1
Matériel et méthodes 3
- Le mercure 3
- Le sélénium et l'arsenic 3
- Le cadmium 3
- Les composés organiques de synthèse 4
- Le contrôle de qualité des analyses chimiques 4
- Les analyses statistiques 4

Résultats 5
- Récolte d'Arlequins plongeurs 5
- Contamination des Arlequins plongeurs 6

Discussion 10
Conclusion 14
Remerciements 15
Références 16

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 Nombre d'ailes d'Arlequins plongeurs reçues lors de l'Enquête sur la composition des prises par espèce. 5

Tableau 2 Âge et sexe des Arlequins plongeurs dont les ailes ont été reçues lors de l'Enquête sur la composition des prises par espèce 5

Tableau 3 Dates et endroits de capture des Arlequins plongeurs rapportés au Québec. 6

Tableau 4 Concentrations moyennes de métaux (µg/g; poids sec) dans le foie de l'Arlequin plongeur. 7

Tableau 5 Pourcentage de détection et concentration des composés organochlorés (µg/kg; poids frais) dans le foie d'Arlequins plongeurs. 8

LISTE DES FIGURES

Figure 1 Localisation des sites de récolte d'Arlequins plongeurs au Québec et à Terre-Neuve (nombre d'individus) 7

Figure 2 Répartition des différents homologues de PCB chez l'Arlequin plongeur. 9

INTRODUCTION

L'Arlequin plongeur est une espèce peu commune dans l'est de l'Amérique du Nord. Il niche principalement dans le Nord du Québec, au Nunavik (au nord du 55e parallèle), à Terre-Neuve et au Labrador, sur l'île de Baffin et au Groenland mais également dans le nord du Nouveau-Brunswick, au Québec, en Gaspésie et sur la Basse-Côte-Nord (Robertson et Goudie 1999). L'Arlequin plongeur fréquente les rivières aux eaux claires, vives et turbulentes où il se nourrit d'insectes (Robert et Cloutier 2001).

En 1990, la population d'Arlequins plongeurs de l'est de l'Amérique du Nord a été inscrite sur la liste des espèces *en danger de disparition* au Canada par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) en raison du déclin que connaissait cette petite population depuis le début des années 1980. Cette baisse était attribuable aux déversements de pétrole, aux mauvaises conditions climatiques et à la chasse (Thomas et Robert 2001). Le développement côtier, l'extraction des ressources naturelles, la foresterie, les aménagements hydroélectriques et le dérangement sont aussi des éléments qui peuvent avoir eu un impact sur cette espèce (Goudie 1989; Thomas et Robert 2001). Après une période d'acquisition de connaissances, le statut de cette population a été réévalué. En 2001, le COSEPAC a alors classé l'Arlequin plongeur sur la liste des espèces *préoccupantes*, une catégorie à moindre risque, en raison d'une augmentation de la population dans les aires d'hivernage et de la découverte d'oiseaux hivernant sur les côtes du Groenland. Ces deux éléments ont contribué à l'augmentation significative de l'ensemble des effectifs (Thomas et Robert 2001). Les Arlequins plongeurs qui nichent dans l'est de l'Amérique du Nord et au Groenland sont considérés comme une seule et même population en vertu de la *Loi sur les espèces en péril*. Toutefois, il existe une controverse au sujet de ce statut. Certains biologistes croient que les deux populations d'Arlequins plongeurs devraient être distinguées, chacune avec leur statut respectif (Thomas et Robert 2001), d'autant plus que les mesures de gestion concernant le rétablissement de ces populations sont différentes (Thomas et McAloney sous presse).

Des données télémétriques sur l'Arlequin plongeur permettent de distinguer deux populations selon leurs aires d'hivernage (Thomas et Robert 2001; Brodeur et coll. 2002). La population du nord-est de l'Amérique du Nord regroupe les oiseaux qui nichent dans le nord du Nouveau-Brunswick, dans le sud du Québec et à Terre-Neuve. Les sites d'hivernage connus sont principalement situés le long de la côte Est américaine, notamment au Maine, mais des petits groupes sont aussi présents en Nouvelle-Écosse et à Terre-Neuve. La population du Groenland regroupe les arlequins nichant dans le Nord du Québec, au Labrador et au Groenland. Le principal site d'hivernage de cette sous-population est situé sur la côte sud-ouest du Groenland. Il existe toutefois certains échanges entre ces deux populations, car des mâles de la population du nord-est vont hiverner le long des côtes du Groenland (Robert et coll. sous presse). La population du nord-est est estimée à environ 1 800 individus, tandis que celle du Groenland serait constituée de 5 000 à 10 000 individus (Thomas et Robert 2001; Robert et coll. sous presse; Boertman et Mosbech 2002).

Autrefois, la chasse était un facteur de mortalité important chez la population de l'est de l'Amérique du Nord et cette activité aurait contribué à la faible estimation démographique des

années 1980 (Goudie 1989). Depuis 1990, la chasse à l'Arlequin plongeur est interdite dans le corridor de migration de l'Atlantique. Toutefois, cette espèce n'est pas à l'abri de cette menace pour autant. Même si l'effectif s'accroît dans certains sites d'hivernage importants, des pertes (ou prises accidentelles) attribuables à la chasse sont signalées chaque année. Ces pertes, difficilement estimables, sont causées en grande partie par des erreurs d'identification, mais il n'en demeure pas moins que le manque de sensibilisation des chasseurs est le principal facteur qui y contribue (Thomas et McAloney sous presse). Un des objectifs de cette étude est de documenter les prises accidentelles d'Arlequins plongeurs au Québec. Un second objectif consiste à déterminer la présence de métaux et de contaminants organiques chez cette espèce, principalement au Québec, et cela en raison des concentrations de métaux parfois élevées que l'on observe chez les canards de mer et du fait qu'aucune information n'est publiée sur la contamination de cette espèce.

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Afin de recueillir le maximum d'informations sur la récolte d'Arlequins plongeurs, plusieurs sources d'information ont été examinées. Les données de l'ECPE recueillies entre 1973 et 2004 (Gobeil et Collins 2003) ont été consultées tout comme les rapports sur la vérification des prises (« *bag check* ») effectuée sur le terrain par des biologistes du Service canadien de la faune entre 1949 et 2004 (SCF, données inédites). Une recherche dans la littérature pour trouver des mentions de captures d'Arlequins plongeurs et une consultation auprès des agents de conservation (provinciaux et fédéraux) afin d'identifier les infractions commises relativement à cette espèce ont aussi été effectuées. Enfin, des informations provenant d'origines diverses (chasseurs, techniciens de la faune, etc.) sur la récolte accidentelle d'Arlequins plongeurs ont été consignées par les biologistes du Service canadien de la faune.

Pour les analyses chimiques, les spécimens utilisés provenaient de captures accidentelles. Ils ont par la suite été expédiés au Centre national de la recherche faunique (CNRF) à Ottawa pour leur préparation en vue des analyses. Seul le foie a servi aux analyses. Les concentrations de métaux sont exprimées par poids sec de tissu.

Le mercure

Le mercure a été analysé selon la méthode décrite dans Adeloju et Mann (1987) (MET-CHEM-AA-03C). L'échantillon à analyser (≈ 0,5 g) est digéré dans un mélange d'acides nitrique et sulfurique (1:2) à 60 °C. Ce mélange est par la suite mis en présence de bichromate de potassium pour compléter l'oxydation des composés organo-mercuriques. Le mercure est dosé par une technique à vapeur froide (CVAA) qui nécessite un 3030-AAS (Perkin-Elmer) équipé d'une pompe VGA-76 (Varian) et d'un échantillonneur automatique PSC-55.

Le sélénium et l'arsenic

Les concentrations en sélénium et en arsenic ont été déterminées selon la méthode décrite par Julshamn et coll. (1981) (MET-CHEM-AA-02C). La digestion de l'échantillon est effectuée en milieu acide (acide nitrique concentré) durant 6 heures à 100°C. L'arsenic et le sélénium ont été analysés à l'aide d'un spectromètre à absorption atomique (GFAAS Perkin-Elmer 3030b avec un correcteur à deutérium) équipé d'un four au graphite (HGA-300) et d'un échantillonneur automatique AS-40.

Le cadmium

Les concentrations en cadmium ont été déterminées en utilisant une méthode publiée par la compagnie Perkin-Elmer (1982) (MET-CHEM-AA-01C). L'échantillon à doser est pesé (≈ 0,5 g), puis de l'acide nitrique y est ajouté. La digestion s'effectue durant la nuit. L'échantillon est chauffé à 100 °C pendant deux heures et dosé par un spectrophotomètre à absorption atomique (Perkin-Elmer 3030b) muni d'un concentrateur d'atome (ACT-80) (Hinderberger et coll. 1981).

Les composés organiques de synthèse

La méthode d'analyse chimique des pesticides organochlorés (OC) et des biphényles polychlorés (PCB) utilisée est décrite dans Won et coll. (2001). Au total 22 composés organochlorés et 41 congénères de PCB ont été recherchés. La classification des congénères de PCB utilisée est celle adoptée par l'Union internationale de chimie pure et appliquée (UICPA) (Ballschmiter et Zell 1980). La procédure standard est décrite dans le manuel des services de laboratoire (MET-CHEM-OC-04C). En résumé, la préparation des échantillons consiste en une extraction neutre avec du 1:1 DCM:Hexane après la déshydration de l'échantillon avec du Na_2SO_4 anhydre. Les lipides et les composés biosynthétiques contenus dans un échantillon sont extraits par chromatographie (perméation de gel) sur colonne de verre avec 50 % de CH_2CL_2 (V/V) et séparés en trois sur colonne de Florisil. Les analyses d'OC et de PCB ont été effectuées par chromatographie en phase gazeuse couplé avec spectromètre de masse (MSD) opéré en mode capture d'électron.

Le contrôle de qualité des analyses chimiques

Le contrôle de qualité des analyses des composés organochlorés et des métaux a été assuré par le CNRF. Le matériel de référence utilisé, soit des œufs du Goéland argenté (*Larus argentatus*), fait l'objet d'analyses régulières au CNRF (Wakeford and Turle 1997). Habituellement, le CNRF ajoute un échantillon de référence par cinq échantillons à analyser. Le matériel de référence utilisé pour faire le contrôle des analyses de métaux provient du Conseil national de recherches du Canada (CNRC) et est composé de muscles (DORM-2) et de foies (DOLT-2) d'Aiguillats communs (*Squalus acanthias*). Les valeurs d'analyses des échantillons de référence pour les analyses de métaux et de composés organochlorés étaient situées dans l'intervalle de confiance des valeurs standard fournies. Le coefficient de variation des échantillons analysés en duplicata dans le foie est de 4,9 % pour le mercure, de 10,3 % pour le sélénium, de 4,1 % pour l'arsenic et de 5,7 % pour le cadmium.

Les analyses statistiques

Les statistiques descriptives ont été obtenues à l'aide du logiciel *SAS®* (2002). Quelques statistiques non paramétriques (Mann-Whitney et la corrélation de Spearman) ont été utilisées pour certaines comparaisons étant donné que les effectifs étaient petits et que la normalité des données n'était pas toujours respectée.

RÉSULTATS

Récolte d'Arlequins plongeurs

À partir des données fournies par l'Enquête sur la composition des prises par espèce (Gobeil et Collins, 2003), on observe que 49 % de toutes les ailes d'Arlequins plongeurs reçues dans l'est du Canada entre 1973 et 2004 proviennent de l'Ontario (tableau 1). Dans l'est du Canada, on remarque une baisse de 79 % quant au nombre d'ailes reçues à la suite de l'interdiction de la chasse de cette espèce (42 ailes comparées à 9 ailes) pour un nombre d'années relativement comparable (17 années comparées à 14 années). Avant l'interdiction de la chasse, la majorité des ailes reçues provenait de l'Ontario, à savoir 59,5 %, suivi du Québec (19,1 %) (tableau 1). Depuis l'interdiction de la chasse, c'est au Québec que le plus grand nombre d'ailes a été reçu, suivi par Terre-Neuve (tableau 1). Le nombre d'Arlequins plongeurs abattus durant la chasse sportive dans l'est du Canada entre 1990 et 2004 représente seulement 18 % de tous les spécimens reçus entre 1973 et 2004 (tableau 1). La plupart des oiseaux abattus dont l'âge a été déterminé étaient des adultes (70,8 %) (tableau 2). Lorsque le sexe était déterminé, 62,5 % des canards étaient des mâles.

Tableau 1 Nombre d'ailes d'Arlequins plongeurs reçues lors de l'Enquête sur la composition des prises par espèce.

Province	Chasse permise		Chasse interdite		1973-2004	
	n	%	n	%	N	%
Nouveau-Brunswick	1	2,4	0	0	1	1,9
Terre-Neuve	2	4,8	3	33,3	5	9,8
Nouvelle-Écosse	6	14,3	2	22,2	8	15,7
Ontario	25	59,5	0	0	25	49,2
Québec	8	19,1	4	44,4	12	23,5
Total	42	100	9	100	51	100

Tableau 2 Âge et sexe des Arlequins plongeurs dont les ailes ont été reçues lors de l'Enquête sur la composition des prises par espèce.

Âge	Femelle	Mâle	Inconnu	Total
Adulte	13	18	3	34
Immature	2	7	5	14
Inconnu	-	-	3	3
Total	15	25	11	51

Au Québec, entre 1973 et 1989, période durant laquelle la chasse sportive de cette espèce était légale, huit ailes ont été obtenues par le biais de l'ECPE comparativement à quatre ailes entre 1990 et 2004 (tableaux 1 et 3). Grâce aux efforts déployés pour obtenir des informations sur la chasse sportive ou de subsistance, de même que sur la récolte accidentelle d'Arlequins plongeurs,

on constate qu'entre 1990 et 2004, 27 spécimens ont été rapportés comparativement à 10 spécimens avant 1990 (tableau 3). Parmi l'ensemble des spécimens, 21 (57 %) proviennent d'abattage accidentel, neuf (24 %) de la chasse sportive légale, six (16 %) de la chasse de subsistance pratiquée par les autochtones et un spécimen est mort après s'être vu implanter un émetteur satellite. De ces 37 Arlequins plongeurs, 19 (51 %) proviennent du district fédéral de chasse B sur la Côte-Nord, neuf (24 %) des districts E et J qui couvrent la Gaspésie et les Îles-de-la-Madeleine et quatre (11 %) du district F situé entre Québec et Rivière-du-Loup.

Tableau 3 Dates et endroits de capture des Arlequins plongeurs rapportés au Québec.

Année	Mois de capture	Localisation / Provenance	District de chasse	Raison	Nombre d'oiseaux
2001	Novembre	Lac Saint-Pierre	G	Prise accidentelle	2
2001	Automne	Enquête nationale[1]	E	Prise accidentelle	1
1998	Automne	Îles-de-la-Madeleine	J	Prise accidentelle	1
1997	Novembre	Rimouski[2]	E	Prise accidentelle	2
1996	Avril	Port-Daniel[2]	E	Étude scientifique	1
1996	Avril	Riv. du Petit Mécatina[2]	B	Chasse autochtone	3
1994	Décembre	La Romaine[2]	B	Prise accidentelle	1
1994	Novembre	Enquête nationale	B	Prise accidentelle	2
1993	Octobre	Cap Tourmente	F	Prise accidentelle	1
1993	Novembre	Lac Wabouchagamou[2]	B	Chasse autochtone	1
1993	Mai	Riv. Olomane[2]	B	Chasse autochtone	1
1993	Juin	La Romaine[2]	B	Prise accidentelle	1
1993	Octobre	Riv. du Petit Mécatina[2]	B	Prise accidentelle	1
1993	Octobre-novembre	Tête-à-la-Baleine[2]	B	Prise accidentelle	8
1991	Octobre	Enquête nationale	F	Prise accidentelle	1
1987	Septembre	Enquête nationale	E	Chasse permise	1
1987	Automne	Vérification des prises	E	Chasse permise	1
1987	Septembre	Enquête nationale	D	Chasse permise	2
1987	Septembre	Enquête nationale	F	Chasse permise	1
1987	Septembre	Enquête nationale	H	Chasse permise	1
1986	Octobre	Enquête nationale	F	Chasse permise	1
1986	Octobre	Enquête nationale	E	Chasse permise	1
1983	Septembre	Riv. Wabouchagamou[2]	B	Chasse autochtone	1
1977	Septembre	Enquête nationale	E	Chasse permise	1

[1] Enquête sur la composition des prises par espèce (ECPE).
[2] Spécimens qui ont servi aux analyses chimiques. Il faut ajouter un spécimen provenant de Terre-Neuve.
[3] Tiré de D'Astous, 1994.

Contamination des Arlequins plongeurs

Au total, huit oiseaux ont servi aux analyses chimiques. Ces derniers ont été obtenus entre 1994 et 1997. La figure 1 présente la localisation des sites de capture de ces individus, dont sept proviennent du Québec et un de Terre-Neuve. Il y a six spécimens abattus de façon accidentelle par des chasseurs sportifs ou lors de la chasse de subsistance des autochtones qui ont été remis à des agents de conservation ou à des biologistes. À cela s'ajoute un canard mort après s'être fait implanter un émetteur satellite (M. Robert, SCF, comm. pers.), ainsi que le spécimen de Terre-Neuve qui a été obtenu sans que la cause de la mort n'ait pu être déterminée. Parmi les huit individus, on dénombre six juvéniles (quatre mâles et deux femelles), une femelle adulte et un individu de sexe et d'âge inconnus (Terre-Neuve).

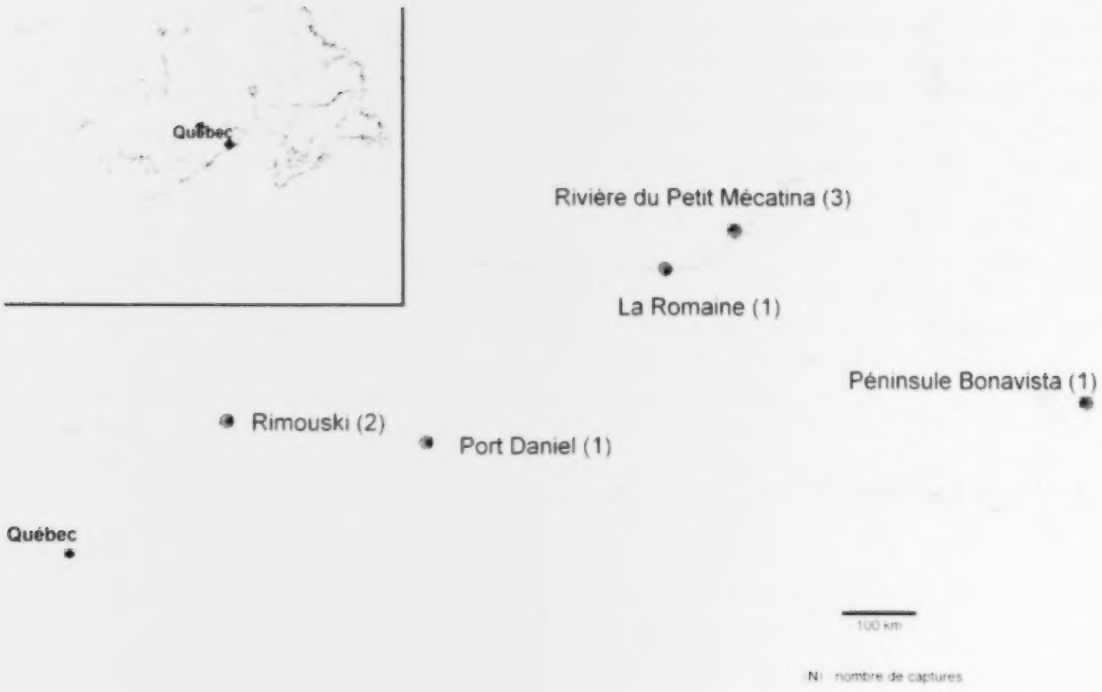

Figure 1 Localisation des sites de récolte d'Arlequins plongeurs au Québec et à Terre-Neuve (nombre d'individus).

La concentration moyenne de mercure dans le foie est de 3,3 µg/g (tableau 4). Seulement trois valeurs étaient supérieures à 3 µg/g et elles provenaient toutes des juvéniles de la rivière du Petit Mécatina. D'ailleurs, ces valeurs sont supérieures à celles chez les autres arlequins recueillis (Mann-Whitney, $p = 0,04$). Si l'on exclut ces trois valeurs, la concentration moyenne de mercure est de 1,49 µg/g. Les concentrations de sélénium sont beaucoup plus élevées que celle du mercure; deux valeurs sont supérieures à 15 µg/g. Il s'agit d'un adulte provenant de Port-Daniel (31,1 µg/g) et d'un juvénile de Rimouski (18,6 µg/g). Les ratios [Hg]/[Se] dans le foie sont inférieurs à 1,1 ($\bar{x} = 0,41$). Il n'existe aucune relation entre les concentrations de sélénium et de mercure dans le foie ($r = -0,43$; $p = 0,28$).

Tableau 4 Concentrations moyennes de métaux (µg/g; poids sec) dans le foie de l'Arlequin plongeur.

Métaux	$\bar{x}$	Écart-type	n	Étendue
Mercure	3,30	3,05	8	0,72 - 9,72
Arsenic	0,42	0,23	8	l.d. - 0,83
Cadmium	1,59	1,12	8	0,62 - 3,63
Sélénium	12,70	8,7	8	3,67 - 31,1

l.d. = limite de détection

La concentration moyenne de cadmium est faible, soit 1,6 µg/g (tableau 4). C'est la femelle adulte qui présente les concentrations les plus élevées de cadmium (3,6 µg/g). L'arsenic a été détecté dans seulement six échantillons. La moyenne est de 0,42 µg/g et la plus forte valeur provient d'un juvénile de la rivière du Petit Mécatina (0,83 µg/g). Les deux échantillons où l'arsenic n'a pas été détecté sont ceux de la femelle adulte de Port-Daniel et de l'individu de Terre-Neuve.

Le pourcentage de détection des composés organochlorés est présenté au tableau 5. Aucun composé n'a été détecté dans tous les échantillons. Six composés (*p,p'*–DDE, oxychlordane, PCB, dieldrine, époxyde d'heptachlore et hexachlorobenzène) sont présents dans plus de six individus; le β-hexachlorocyclohexane a été détecté dans un seul échantillon. Enfin, quinze composés n'ont pas été détectés ou ne l'ont été qu'à l'état de traces : 1,2,3,4–tétrachlorobenzène, 1,2,4,5–tétrachlorobenzène, pentachlorobenzène, *p,p'*–DDD, *p,p'*–DDT, photo-mirex, mirex, *trans*-chlordane, *cis*-chlordane, *trans*-nonachlore, *cis*-nonachlore, α-hexachlorocyclohexane, γ-hexachlorocyclohexane, octachlorostyrène et tris(4-chlorophényl)méthanol.

Tableau 5 Pourcentage de détection et concentration des composés organochlorés (µg/kg; poids frais) dans le foie d'Arlequins plongeurs.

Composés organochlorés	Pourcentage de détection (%) (n = 8)	Concentration		
		$\bar{x}$	Écart-type	Étendue
Hexachlorobenzène	75	1,5	0,7	0,5 - 3
p,p'–DDE	88	6,1	3,3	0,5 - 16
Oxychlordane	75	2,1	1,2	0,5 - 7
Époxide d'heptachlore	75	1,3	0,5	0,5 - 2
Dieldrine	88	2,9	1,2	0,5 - 4
Biphényles polychlorés	75	59,8	40,4	0,5 - 233
ß–Hexachlorocyclohexane	13	0,4	0,3	l.d. - 2

l.d. = limite de détection

Les concentrations des composés organochlorés sont toutes inférieures à 300 µg/kg (tableau 5). Les PCB et la sommation (Σ) du DDT (*p,p'*–DDD, *p,p'*–DDT, *p,p'*–DDE) constituent plus de 60 % de la somme des concentrations. Les concentrations d'oxychlordane, de DDE et de PCB sont corrélées entre elles ($r_s > 0,75$; $p < 0,04$). Le ratio moyen des concentrations de DDE et de PCB est égal à 0,24. Les concentrations les plus élevées en DDE (16 µg/kg) et en PCB (233 µg/kg) proviennent de deux des trois juvéniles tués à la rivière du Petit Mécatina au Québec. Les autres concentrations supérieures à 10 µg/kg proviennent des échantillons de Port-Daniel (DDE : 13 µg/kg; PCB : 79 µg/kg) et de ceux de la rivière du Petit Mécatina (DDE : 10 µg/kg; PCB : 150 µg/kg et 11 µg/kg). Pour tous les autres composés, les concentrations sont inférieures à 8 µg/kg. La comparaison des concentrations des principaux composés organochlorés et des

métaux entre les individus provenant de la rivière du Petit Mécatina et ceux provenant d'ailleurs n'a permis, à l'exception de l'oxychlordane (Mann-Whitney, $p < 0,017$), d'observer aucune différence significative. Les concentrations d'oxychlordane des individus de la rivière du Petit Mécatina sont cinq fois plus élevées que celles des individus des autres provenances (4,3 µg/kg comparées à 0,8 µg/kg).

Les homologues de PCB à cinq et à six atomes de chlore sont les plus abondants (figure 2). Ils forment plus de 80 % des PCB. Les congénères les plus abondants en ordre décroissant sont les n^{os} 153, 138, 118, 187, 180 et 146. Ils représentent plus de 62 % de la somme des PCB. Il est à remarquer que chez deux spécimens, aucun PCB n'a été détecté; il s'agit des individus recueillis à La Romaine et à Terre-Neuve.

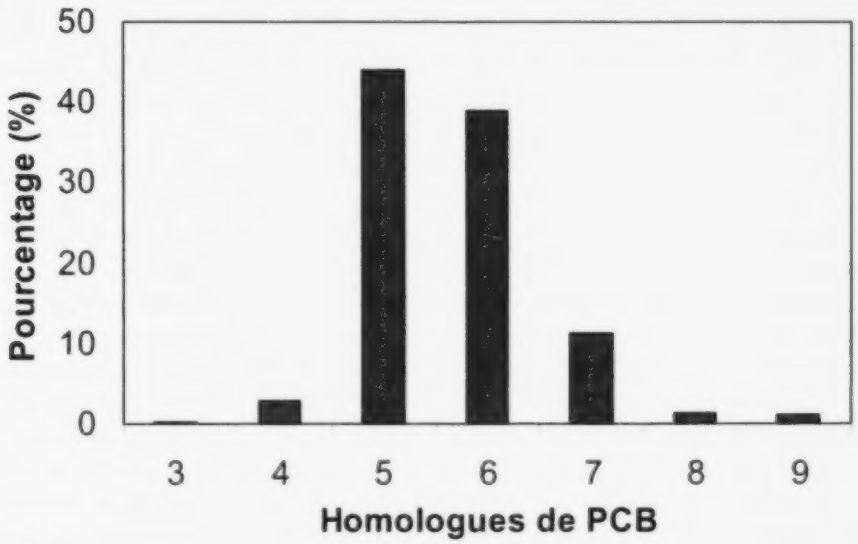

Figure 2 Répartition des différents homologues de PCB dans le foie d'Arlequin plongeur.

Discussion

Le nombre d'Arlequins plongeurs abattus durant la chasse sportive dans l'est du Canada entre 1990 et 2004 représente seulement 14 % de tous les spécimens reçus entre 1974 et 2004 par le biais de l'ECPE (tableau 1). Ces résultats confirment que l'interdiction de la chasse a été une mesure de gestion efficace de l'espèce. Il est toutefois surprenant de constater qu'aucune aile d'Arlequins plongeurs ne soit parvenue de l'Ontario entre 1990 et 2004 et ce, malgré le fait que plus de 59,5 % des ailes provenaient de cette province lorsque la chasse était permise. L'Arlequin plongeur est pourtant présent dans cette province. En effet, cette espèce est observée chaque automne en Ontario depuis les années 1980 (Bain 2000, 2001, 2002, 2003; Elder 2004; Goodwin 1981, 1982; Ridout 1993, 1994, 1995, 1996, 1997, 1998; Weir 1983, 1984, 1985, 1986, 1987, 1988, 1989, 1990, 1991, 1992). De plus, on la recense aussi durant le Relevé des oiseaux de Noël (RON) à chaque année depuis 1970, à l'exception de 1986 (site Web : www.audubon.org/bird/cbc/index.html).

Le nombre de prises accidentelles d'Arlequins plongeurs dans l'est de l'Amérique du Nord est difficile à estimer en raison de deux facteurs. Le premier concerne l'identification de l'espèce. Le plumage plus sombre des jeunes et des femelles complique l'identification par les chasseurs dont les compétences sont très variables selon les espèces (Lederer et Fickett 1974; Neiman et coll. 1987). Le second facteur est relié au comportement des chasseurs qui, lorsqu'ils abattent accidentellement des canards dont ils ont eu la confirmation qu'il s'agissait d'une espèce protégée, cherche à s'en débarrasser afin de ne pas encourir de poursuites. Des exemples de ce comportement ont été notés dans l'Ouest canadien lors de restrictions réglementaires quant au Fuligule à tête rouge (Hochbaum et Caldwell 1977). Toutefois, certains chasseurs ont déjà confié des Arlequins plongeurs abattus accidentellement à un biologiste, à condition qu'aucune poursuite ne soit intentée contre eux. D'ailleurs, si les agents de conservation au Québec prennent un chasseur avec un Arlequin plongeur en sa possession, ils font toujours une évaluation du dossier avant de porter des accusations. S'ils sont convaincus qu'il s'agit d'un acte involontaire et que le chasseur n'a jamais eu de dossier, ils peuvent, en vertu de leur pouvoir discrétionnaire, donner un avertissement au chasseur ou prendre les mesures judiciaires qui s'imposent (F. Daigle, SCF, comm. pers.). Si le Service canadien de la faune, région du Québec, reçoit l'aile d'une espèce protégée pendant l'ECPE, il expédiera alors une lettre au chasseur afin de l'aviser de son erreur (P. Brousseau, SCF, comm. pers.). Enfin, l'écart important entre le nombre d'Arlequins plongeurs tués avant et après 1990 au Québec est probablement amplifié parce que les informations réelles sur des spécimens abattus avant 1990 ont été perdues ou oubliées.

Goudie et coll. (1994) ont estimé que la population d'Arlequins plongeurs peut soutenir un taux de récolte de 3 % à 5 % sans que la population ne soit affectée. Ainsi, pour une population de 1 800 individus, la récolte annuelle acceptable varie entre 54 et 90 individus. Quoiqu'il n'existe que peu d'informations sur les pertes accidentelles d'Arlequins plongeurs par année, il est difficile de croire qu'elles puissent atteindre ce seuil au Québec seulement.

Parmi les spécimens recueillis pour les analyses chimiques, quatre d'entre eux, à savoir ceux de La Romaine en 1994 et ceux de la rivière du Petit Mécatina en 1996, nous ont été acheminés quelques années après une rencontre, avec des autochtones et des non autochtones, qui visait à

déterminer la fréquentation des Arlequins plongeurs sur la Basse-Côte-Nord en 1993 (D'Astous 1994). La sensibilisation sur le statut de cette espèce faite auprès de certains membres de ces communautés isolées, quoiqu'elle n'ait pas éliminé les prises accidentelles, nous a permis d'obtenir des spécimens. Les communautés isolées de la Basse-Côte-Nord de même que celles du Nord du Québec, qui sont géographiquement situées dans l'aire de nidification et les corridors de migration des Arlequins plongeurs au Québec, devraient être ciblées pour la mise en oeuvre d'une stratégie de sensibilisation précise par le biais de rencontres. En effet, ces communautés sont plus difficilement rejointes par les méthodes classiques (dépliants, journaux, télévision, etc.).

Selon toute vraisemblance, il n'existe aucune étude publiée sur la contamination de l'Arlequin plongeur par les métaux. Les concentrations en mercure chez l'Arlequin plongeur sont inférieures à celles qui occasionnent des problèmes de santé chez les autres espèces d'oiseaux (Thompson 1996). La concentration moyenne de mercure dans le foie des arlequins est supérieure à celles des jeunes Grands Hérons (*Ardea herodias*) le long du Saint-Laurent, mais inférieure à celles des adultes (Rodrigue et coll. 2005). Ces concentrations sont en moyenne dix fois supérieures à celles publiées chez de nombreuses espèces de canards barboteurs dans les Prairies (Vermeer et Armstrong 1972; Driver et Derksen 1980), mais de cinq à huit fois inférieures à celles chez certains Grands Harles (*Mergus merganser*) et Plongeons huards (*Gavia immer*) dans l'est du Canada (Scheuhammer et coll. 1998). Le mercure ne semble pas être un problème pour l'Arlequin plongeur, car la plupart des espèces d'oiseaux peuvent déméthyler le méthylmercure (un mécanisme de désintoxication) (Norheim et Froslie 1978), mais aussi en raison de la présence d'une quantité suffisante de sélénium qui peut se conjuguer au mercure afin de protéger l'organisme contre les effets toxiques de ce dernier. Le rapport [Hg]/[Se] de 0,41 est inférieur au rapport molaire Hg/Se (1:1) de 2,54.

Le sélénium est un élément nutritionnel essentiel à la croissance des animaux. On le retrouve principalement dans les reins et le foie (Underwood 1971; Arthur 1972; Eisler 1985; Leonzio et coll. 1986). Il s'accumule dans la chaîne alimentaire aquatique (Ohlendorf et coll. 1986; Mora et Anderson 1995) et des concentrations élevées sont rencontrées chez plusieurs espèces de canards de mer (Ohlendorf et coll. 1989; Henny et coll. 1991). Les concentrations de sélénium chez l'Arlequin plongeur sont inférieures à celles de canards barboteurs en Californie (Paveglio et coll. 1992), mais elles sont semblables à celles des Grands Harles dans l'est du Canada (Scheuhammer et coll. 1998). Au Québec, la concentration moyenne de sélénium dans le foie chez les adultes de trois espèces de macreuses est de 25,8 µg/g (poids sec) (J. Rodrigue, comm. pers.); elle est donc légèrement inférieure à celle mesurée chez l'Arlequin plongeur adulte (31,1 µg/g) (poids sec). Néanmoins, on observe que les concentrations de sélénium pour ces trois espèces de macreuses sont très élevées : 14,6 % des valeurs sont supérieures à 50 µg/g.

Toutes les concentrations de sélénium dans le foie sont inférieures au seuil pouvant occasionner des effets sublétaux, à savoir en-deçà de 10 µg/g (poids frais) chez les oiseaux (Heinz 1996). Toutefois, la femelle adulte capturée au printemps présente une concentration de 9,11 µg/g (poids frais), donc supérieure au seuil dans le foie (3 µg/g; poids frais) qui peut occasionner des problèmes de reproduction chez les femelles adultes (Heinz 1996). Les différences interspécifiques quant aux seuils de toxicité rendent difficiles les comparaisons entre les espèces (Smith et coll. 1988). Ces seuils sont basés sur une alimentation continue et contrôlée en sélénium, ce qui n'est pas le cas des individus qui vivent en milieu naturel puisque la contamination en sélénium des milieux d'eau douce, donc des sites de nidification et d'élevage, est généralement

inférieure au milieu marin en raison d'une alimentation fortement différente. En été, l'Arlequin plongeur se nourrit presque exclusivement d'insectes, mais en milieu marin, il se nourrit de crustacés et de mollusques (Goudie et Ankney 1986). À cela s'ajoute le fait que la suppression de la diète en sélénium chez le Canard colvert (*Anas platyrhynchos*) entraîne une diminution des concentrations dans le foie de l'ordre de 50 % et ce, en 18,7 jours (Heinz et coll. 1990). Il est donc fort probable qu'une baisse des concentrations se produise lors du passage des oiseaux du milieu marin au milieu d'eau douce et que l'ampleur de cette baisse varie en fonction du nombre de jours écoulés entre leur arrivée au site de nidification et la date de ponte du premier œuf qui s'effectue au cours du mois de mai (Savard et coll., sous presse). Enfin, il faut aussi tenir compte de l'âge et de la situation de reproduction de l'oiseau. Notamment, les canards plongeurs ne se reproduisent pas nécessairement au cours de leur deuxième année de vie, pas plus qu'ils ne le font chaque année (Coulson 1984). Il serait toutefois intéressant d'obtenir des échantillons supplémentaires provenant d'adultes morts ou abattus de façon accidentelle et d'y faire analyser les concentrations de sélénium.

Le cadmium est bioaccumulé toute la vie durant, principalement au niveau des reins et du foie, deux organes qui contiennent près de 80 % de la charge corporelle de l'organisme (Scheuhammer 1991). Les concentrations de cadmium dans le foie des Arlequins plongeurs sont inférieures à celles de trois espèces de macreuses au Québec : $\bar{x} > 10{,}4$ µg/g (J. Rodrigue, comm. pers.). Les concentrations en cadmium qui peuvent occasionner des problèmes sont nettement plus élevées que celles détectées chez l'Arlequin plongeur (White et Finley 1978; White et coll. 1978).

Les concentrations d'arsenic observées dans les organismes vivant en eau douce sont généralement inférieures à 1 µg/g (Eisler 1988). Les faibles concentrations trouvées s'expliquent probablement par le fait que l'arsenic ne connaît pas de bioamplification dans la chaîne alimentaire (Eisler 1988). Les concentrations d'arsenic dans le foie de l'Arlequin plongeur sont du même ordre de grandeur que celles des poissons capturés dans le lac Saint-Pierre (< 0,05 µg/g - 0,34 µg/g; poids frais) (Langlois et Sloterdijk 1989) et elles sont supérieures à celles dans les reins des héronneaux le long du fleuve ($\bar{x} = 0{,}06$ µg/g; poids sec) (Rodrigue et coll. 2005).

Les concentrations des contaminants organochlorés sont très faibles; elles sont inférieures à celles qui occasionnent des problèmes de santé chez les autres espèces (Eisler 1986; Noble et Elliott 1990). Les seuls résultats publiés sur la contamination des Arlequins plongeurs proviennent de spécimens récoltés en 1972 sur la côte ouest du Groenland (Braestrup et coll. 1974). Les concentrations de p,p'-DDE et de PCB mesurées dans la graisse sont respectivement de 1,1 mg/kg et 1,2 mg/kg. Ces résultats sont difficilement comparables avec les nôtres qui ont été mesurés dans le foie. Chez l'Arlequin plongeur, le principal métabolite du DDT, le DDE, constitue près de 100 % de la somme totale du DDT et de ses métabolites. De fortes proportions sont aussi observées chez les bélugas du Saint-Laurent (*Delphinapterus leucas*) (79 % à 94 %) (Massé et coll. 1986) et chez le Grand Héron le long du Saint-Laurent (84 % à 97 %) (Rodrigue et coll. 2005). Les auteurs de ces études attribuent ce ratio élevé à la transformation métabolique du DDT et à l'absence d'un apport récent en DDT. Les concentrations moyennes de DDE et de PCB dans le foie des héronneaux qui vivent le long de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent sont de quatre à cinq fois supérieures à celles des Arlequins plongeurs (Rodrigue et coll. 2005), mais elles sont semblables à celles des Canards noirs capturés en 1986 au lac Saint-Pierre (Laporte 1987).

Les concentrations de PCB de même que la signature des congénères peuvent varier en fonction du type de PCB présents dans l'environnement, du sexe, de la taille, du taux métabolique et de l'état de santé de l'individu, ainsi que du temps écoulé depuis l'ingestion du composé (Norstrom et coll. 1978). Le nombre d'atomes de chlore influence la vitesse de dégradation, donc les homologues faiblement chlorés sont rapidement métabolisés. La forte présence d'homologues de PCB à cinq et six atomes de chlore laisse supposer un faible apport en PCB, ce que l'on trouve généralement le long du tronçon fluvial du Saint-Laurent (Rodrigue et coll. 2005). Les congénères n^{os} 138, 153 et 180 retrouvés chez l'Arlequin plongeur sont parmi ceux le plus souvent détectés dans la faune (Focardi et coll. 1988; Elliott et coll. 1989; Turle et coll. 1991).

Les sources d'exposition aux composés organochlorés pour l'Arlequin plongeur sont limitées non seulement en raison de son régime alimentaire (benthiques et insectes) peu contaminé comparativement aux oiseaux piscivores, mais aussi en raison de sa répartition. En effet, cette espèce hiverne dans le nord des États-Unis, au Canada ou au Groenland, des endroits où les pesticides organochlorés ont été utilisés en plus petite quantité qu'en Amérique du Sud. Si l'on ajoute à cela la tendance à la baisse des concentrations des PCB et du DDE dans la faune au cours des vingt dernières années (Hodson et coll. 1994; Renaud et coll. 1995; Ion et coll. 1997; Pekarik et Weseloh 1998), on ne peut donc pas s'étonner des faibles concentrations mesurées dans cette étude. La situation est toutefois différente pour les métaux. Il est généralement bien accepté que les concentrations de certains métaux soient supérieures chez les individus vivant en eau salée que chez les individus vivant en eau douce. Une partie de la variation entre les concentrations est non seulement reliée à l'âge des individus, mais aussi à des processus physiologiques chez l'oiseau qui changent selon la saison.

Conclusion

L'interdiction en 1990 de la chasse à l'Arlequin plongeur a permis de réduire de 78 % le nombre d'ailes remises par les chasseurs dans l'est du Canada. La récolte accidentelle d'arlequins au Québec, entre 1974 et 2004, a été une source de mortalité plus importante que celle de la chasse sportive légale de subsistance. Plus de 50 % des oiseaux abattus provenaient de la Côte-Nord du Saint-Laurent. Des efforts de communication adaptés aux régions éloignées seraient souhaitables pour mieux protéger cette espèce. Les concentrations de la plupart des contaminants organochlorés, de mercure, de cadmium, d'arsenic et de sélénium chez l'Arlequin plongeur sont faibles. Toutefois, comme la majorité des individus sont des juvéniles, on peut s'attendre à ce que les concentrations de contaminants soient, de façon générale, supérieures chez les adultes. D'ailleurs la concentration en sélénium dans le foie de la seule femelle adulte est supérieure au seuil dans le foie (3 µg/g; poids frais) au-delà duquel on peut constater des problèmes de reproduction chez certains oiseaux.

Remerciements

Je voudrais remercier toutes les personnes qui ont fourni des spécimens ou des informations sur la récolte des spécimens, soit Paul Messier, François Daigle et Jean-François Gobeil, et celles qui ont effectué la préparation des échantillons, ainsi que l'analyse chimique, soit Michael Kassera, Rosalyn McNeil, Ewa Neugebauer, Guy Savard, Henry Won, Bryan Wakeford et Masresha Asrat. Je voudrais aussi remercier Michel Robert, Pierre Brousseau et Louise Champoux pour leurs commentaires sur le présent manuscrit ainsi que Katia Chevalier et Mélanie Cousineau pour la révision linguistique et la traduction.

RÉFÉRENCES

Adeloju, B. et T.F. Mann. 1987. Acid effects on the measurement of mercury by cold vapor atomic absorption spectrometry, *Anal. Let.*, 20: 985-1000.

Arthur, D. 1972. Effect of the addition of selenium to the diets of poultry upon the products for human consumption, dans Hemphill, D.D., *Trace substances in environmental health – VI*, Columbia, University of Missouri, p.253-258..

Bain, M.J.C. 2000. Ontario region, *North American Birds*, 54(1): 45-49.

Bain, M.J.C. 2001. Ontario region, *North American Birds*, 55(1): 46-49.

Bain, M.J.C. 2002. Ontario region, *North American Birds*, 56(1): 48-50.

Bain, M.J.C. 2003. Ontario region, *North American Birds*, 57(1): 49-53.

Ballschmiter, K. et M. Zell. 1980. Analysis of polychlorinated biphenyls (PCB) by glass capillary chromatography, *Fres. Z. Anal. Chem.*, 302: 20-31.

Boertman, D. et A. Mosbech. 2002. Molting Harlequin ducks in Greenland, *Waterbirds*, 25(3): 326-332.

Braestrup, L., J. Clausen et O. Berg. 1974. DDE, PCB and aldrin levels in arctic birds of Greenland, *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 11(4) : 326-332

Brodeur, S., J.-P. L. Savard, M. Robert, P. Laporte, P. Lamothe, R.D. Titman, S. Marchand, S. Gilliland et G. Fitzgerald. 2002. Harlequin duck *Histronicus histronicus* population structure in eastern Nearctic, *J. Avian. Biology*, 33: 127-137.

Coulson, J.C. 1984. The population dynamics of the eider duck *Somateria mollissima* and evidence of extensive non breeding by adult ducks, *Ibis*, 126: 525-543.

D'Astous, N. 1994. Fréquentation de la Basse-Côte-Nord par le Canard arlequin selon les témoignages des résidents innus et non-autochtones, *Grebe Inc., Environnement Canada*, 12 p. + annexes.

Drivers, E.A. et A.J. Derksen. 1980. Mercury levels in waterfowl from Manitoba, Canada, 1971-72, *Pest. Monit. J.*, 14(3): 95-101.

Eisler, R. 1985. Selenium hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review, *U.S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep.*, nº 85(1.5), 57 p.

Eisler, R. 1986. Polychlorinated biphenyl hazards to fish, wildlife, and invertebrate: a synoptic review, *U.S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep.*, nº 85(1.7), 72 p.

Eisler, R. 1988. Arsenic hazards to fish, wildlife and bioinvertebrates: a synoptic review, *U.S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep.*, nº 85(1.12), 92 p.

Elder, D.H.. 2004. Ontario region, *North American Birds*, 58(1): 65-71.

Elliott, J.E., R.W. Butler, R.J. Norstrom et P.E. Whitehead. 1989. Environmental contaminants and reproductive success of Great Blue Heron *Ardea herodias* in British Columbia, 1986-87, *Environ. Pollut.*, 59: 91-114.

Focardi, S., C. Leonzio et C. Fossi. 1988. Variations in polychlorinated biphenyl congener composition in eggs of Mediterranean waterbirds in relation to their position in the food chain, *Environ. Pollut.*, 52: 243-255.

Gobeil, J.-F., et B.T. Collins. 2003. National Harvest Survey web site Version 1.0. *Migratory Bird Populations Division, National Wildlife Research Centre*, Canadian Wildlife Service, Ottawa, Ontario.

Goodwin, C.E. 1981, Ontario region, *American Birds*, 35(2): 176-179.

Goodwin, C.E. 1982, Ontario region, *American Birds*, 36(2): 171-175.

Goudie, I. R. 1989. Historical status of Harlequin Ducks wintering in North America – a reappraisal, *Wilson Bull.*, 101(1): 112-114.

Goudie, R.I. et C.D. Ankney. 1986. Body size, activity budgets, and diets of sea ducks wintering in Newfoundland, *Ecology*, 67: 1475-1482.

Goudie, R. I., S. Brault, B. Conant, A. V. Kondratyev, M. R. Petersen, et K. Vermeer. 1994. The status of sea ducks in the north Pacific Rim: toward their conservation and management, *Trans. N. A. Wildl. Nat. Resour. Conf.*, 59: 27–49.

Heinz, G.H., G.W. Pendleton, A.J. Krynitsky et L.C. Gold. 1990. Selenium accumulation and elimination in Mallards, *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 19: 374-379.

Heinz, G.H. 1996. Selenium in birds, p. 447-458, *In* Beyer, W.H., P.F. Hamblin, G. H. Heinz, A.W. Redmon-Norwood (eds.), *Environmental contaminants in wildlife: interpreting tissue concentration*, Boca Raton, Lewis Pub., 494 p.

Henny, C.J., L.J. Blus, R.A. Graves et S.P Thompson. 1991. Accumulation of trace element and organochlorines by Surf Scoters wintering in the Pacific Northwest, *Northwestern Naturalist*, 72: 43-60.

Hinderberger, E.J., M.L. Raiser et S.R. Koirtyohann. 1981. Furnace atomic absorption analysis of biological samples using the L'vov platform and matrix modification, *Atomic. Spectroscopy*, 2(1): 1-7.

Hodson, P.V., M. Castonguay, C.M. Couillard, C. Desjardins, E. Pelletier et R. McLeod. 1994. Spatial and temporal variations in chemical contamination of American Eels (*Anguilla rostrata*) captured in the estuary of the St. Lawrence river, *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 51: 464-478.

Hochbaum, G.S. et P.J. Caldwell. 1977. The 1973 kill of Canvasback under restrictive hunting regulation Delta Marsh, *Manitoba Program notes*, nº 76, 6 p.

Ion, J., Y. de Lafontaine, P. Dumont et L. Lapierre. 1997. Contaminant levels in St. Lawrence River Yellow Perch *(Perca flavescens)*: spatial variations and implications for monitoring, *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 54: 2930-2946.

Julshamn, K., O. Ringdal, K.E. Slinning et O.R. Braekkan. 1981. Optimization of the determination of selenium in marine samples by atomic spectrometry: comparison of flameless graphite furnace atomic absorption system with a hybride generation atomic absorption system, *Spectrochimica. Acta.*, 37b(6): 473-482.

Langlois, C. et H. Sloterdijk. 1989. Contamination du lac St-Pierre (fleuve Saint-Laurent) par certains polluants organiques et inorganiques, *Revue. Sci. Eau*, 2: 659-679.

Laporte, P. 1987. Contamination de la sauvagine au lac St-Pierre, Service canadien de la faune, rapport inédit, 8 p.

Lederer, P.J. et K. Fickett. 1974. Identification of bagged waterfowl by hunters in northern California, *Western bird bander*, 49: 70-71.

Leonzio, C., C. Fossi et S. Focardi. 1986. Heavy metals and selenium variation in a migratory bird wintering in a mercury-polluted lagoon, *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 37: 219-225.

Massé, R., D. Martineau, L. Tremblay et P. Béland. 1986. Concentrations and chromatographic profile of DDT metabolites and polychlorobiphenyl (PCB) residues in stranded Beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from the St. Lawrence estuary, Canada, *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 15: 567-579.

Mora, M.A. et D.W. Anderson. 1995. Selenium, boron, and heavy metals in birds from the Mexicali valley, Baja California, Mexico, *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 54: 198-206.

Nieman, D.J., G. S. Hochbaum, F.D. Caswell et B.C. Turner. 1987. Monitoring hunter performance in Prairie, Canada. *In* McCabe, R.E. (Ed.), *Trans. Fifty Second N. A. Wildl. Nat. Res. Conf.*, p. 233-245.

Noble, D.G. et J.E. Elliott. 1990. Levels of contaminants in Canadian raptors, 1966 to 1988; Effects and temporal trends, *Can. Field. Nat.*, 104: 222-243.

Norheim, G. et A. Froslie. 1978. The degree of methylation and organ distribution of mercury in some birds of prey in Norway, *Acta. Pharmacol. Toxicol.*, 43: 143-204.

Norstrom, R.J., D.J. Hallet et R.A. Sonstegard. 1978. Coho salmon and Herring gulls as indicators of organochlorine contamination in Lake Ontario, *J. Fish. Res. Board. Can.*, 35: 1401-1409.

Ohlendorf, H.M., D.J. Hoffman, M.K. Saiki et T.W. Aldrich. 1986. Embryonic mortality and abnormalities of aquatic birds: apparent impacts of selenium from irrigation drainwater, *Sc. Tot. Environ.*, 52: 49-63.

Ohlendorf, H.M., K.C. Marois, R.W. Lowe, T.E. Harvey et P.R. Kelly. 1989. Environmental contaminants and diving ducks in San Francisco bay, p. 60-69, *In* Howard, A.Q. (ed.), *Proc IV Selenium and agriculture drainage*, San Francisco, California, 215 p.

Paveglio, F.L., C.M. Bunck et G.H. Heinz. 1992. Selenium and boron in aquatic birds from central California, *J. Wildl. Manage*, 56(1): 31-42.

Peakall, D.B., R.J. Norstrom, A.D. Rahimtula et R.D. Butler. 1986. Characterization of mixed-function oxidase systems of the nesting herring gull and its implications for bioeffects monitoring, *Environ. Toxicol. Chem.*, 5: 379-385.

Pekarik, C. et D.V. Weseloh. 1998. Organochlorine contaminants in Herring gull eggs from the Great Lakes, 1974-1995: Change point analysis and short term regression, *Environ. Monit. Assess.*, 53: 77-115.

Renaud, C.B., K.L.E. Kaiser et M.E. Comba. 1995. Historical versus recent levels of organochlorine contaminants in lamprey larvae of the St. Lawrence River basin, Québec, *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 52: 268-275.

Ridout, R.D. 1993. Ontario region, *American Birds*, 47(1): 87-91.

Ridout, R.D. 1994. Ontario region, *Field Notes*, 48(1): 87-91.

Ridout, R.D. 1995. Ontario region, *Field Notes*, 49(1): 40-44.

Ridout, R.D. 1996. Ontario region, *Field Notes*, 50(1): 44-49.

Ridout, R.D. 1997. Ontario region, *Field Notes*, 51(1): 47-51.

Ridout, R.D. 1998. Ontario region, *Field Notes*, 52(1): 52-56.

Robert, M. et L. Cloutier. 2001. Summer food habits of harlequin ducks in eastern North America, *Wilson Bull.*, 113(1): 78-84.

Robert, M., G.L. Mittelhauser, B. Jobin, G. Fitzgerald et P. Lamothe. [Sous presse] New insights on Harlequin Duck, population structure in eastern North America as revealed by satellite telemetry, p. 00-00, *In* Robertson, G.J.; Thomas, P.W. (eds.), Harlequin Ducks in the Northwest Atlantic. *Canadian Wildlife Service. Special publication.* Environment Canada. Ottawa, Ontario.

Robertson, G.J. et R.I. Goudie. 1999. Harlequin duck, *The birds of North America*, n° 466, 27 p., dans A. Poole et F. Gill. (eds.), The birds of North America, Philadelphie, Pennsylvanie.

Rodrigue, J., J.L. DesGranges et L. Champoux. 2005. Contamination du Grand Héron par les composés organochlorés et les métaux lourds au Québec entre 1989 et 1994, *série de rapports techniques no° 356*, Service canadien de la faune, région du Québec, 72 p.

Sas Institute Inc. 2002-2003. SAS 9.1. Cary, North Carolina, USA

Savard, J.-P. L., M. Robert et S. Brodeur. [Sous presse]. Status of Harlequin Ducks in Québec, p. 00-00, *In* Robertson, G.J.; Thomas, P.W. (eds.), Harlequin Ducks in the Northwest Atlantic *Canadian Wildlife Service. Special publication.* Environment Canada, Ottawa, Ontario.

Scheuhammer, A.M. 1991. Acidification related changes in the biogeochimistry and ecotoxicology of mercury, cadmium, lead and aluminium: Overview, *Environ. Pollut.*, 71: 87-90.

Scheuhammer, A.M., A.H.K. Wong et D. Bond. 1998. Mercury and selenium accumulation in Common Loons (*Gavia immer*) and Common Mergansers (*Mergus merganser*) from eastern Canada, 17(2): 197-201.

Smith, G.J., G.H. Heinz, D.J. Hoffman, J.W. Spann et A.J. Krynitsky. 1988. Reproduction in Black-Crowned Herons fed selenium. *Lake Res. Manage.*, 4(2): 175-180.

Thomas, P.W. et M. Robert. 2001. Updated Cosewic Status Report of the Eastern Canada Harlequin Duck (*Histronicus histronicus*) *Committee on the status of Endangered Wildlife in Canada (COSEWIC).* Ottawa. 94 p.

Thomas, P.W. et K. McAloney. [En préparation]. Plan de gestion de l'Arlequin plongeur, Service canadien de la faune, région de l'Atlantique.

Thompson, D.R. 1996. Mercury in birds and terrestrial mammals, p. 341-356, *In* Beyer, W.H., P.F. Hamblin, G. H. Heinz, A.W. Redmon-Norwood (eds.), Environmental contaminants in wildlife: interpreting tissue concentration, Boca Raton, Lewis Pub., 494 p.

Turle, R., R.J. Norstrom et B. Collins. 1991. Comparison of PCB quantitation methods: re-analysis of archived specimens of Herring Gull eggs from Great Lakes, *Chemosphere*, 22: 201-213.

Underwood, E.J. 1971. Trace elements in Human and animal nutrition. Cadmium, *Academic Press*, xvi + 543 p.

Vermeer, K. et F.A.J. Armstrong. 1972. Mercury in Canadian prairie ducks, *J. Wildl. Manage.*, 36(1): 179-182.

Weir, R.D. 1983. Ontario region, *American Birds*, 37(2): 173-177.

Weir, R.D. 1984. Ontario region, *American Birds*, 38(2): 195-199.

Weir, R.D. 1985. Ontario region, *American Birds*, 39(1): 46-50.

Weir, R.D. 1986. Ontario region, *American Birds*, 40(1): 104-109.

Weir, R.D. 1987. Ontario region, *American Birds*, 41(1): 80-84.

Weir, R.D. 1988. Ontario region, *American Birds*, 42(1): 64-71.

Weir, R.D. 1989. Ontario region, *American Birds*, 43(1): 94-99.

Weir, R.D. 1990. Ontario region, *American Birds*, 44(1): 81-87.

Weir, R.D. 1991. Ontario region, *American Birds*, 45(1): 97-101.

Weir, R.D. 1992. Ontario region, *American Birds*, 46(1): 79-85.

White, D.H. et M.T. Finley. 1978. Uptake and retention of dietary cadmium in Mallard ducks, *Environ. Res.*, 17: 53-59.

White, D.H., M.T. Finley et J.F. Ferrell. 1978. Histopathological effects of dietary cadmium on kidneys and testes of Mallard ducks, *J. Toxicol. Environ. Health*, 4: 551-558.

Wakeford, B.J. et R. Turle. 1997. In-house reference materials as a means to quality assurance: The Canadian Wildlife Service experience. p. 205-232. *In* Clement, R.E., L.H. Keith and K.W.M. Siu. (eds). Reference materials for environmental analysis. Lewis publishers, Boca Raton, Florida.

Won, H.T., M.J. Mulvihill et B.J. Wakeford. 2001. Multiresidue methods for the determination of chlorinated pesticides and polychlorinated biphenyls (PCBs) in wildlife tissues by Gas chromatography/Mass spectrometry. Technical Report Series No. 335E. Canadian Wildlife Service, Headquarters, Hull, Québec, Canada.